

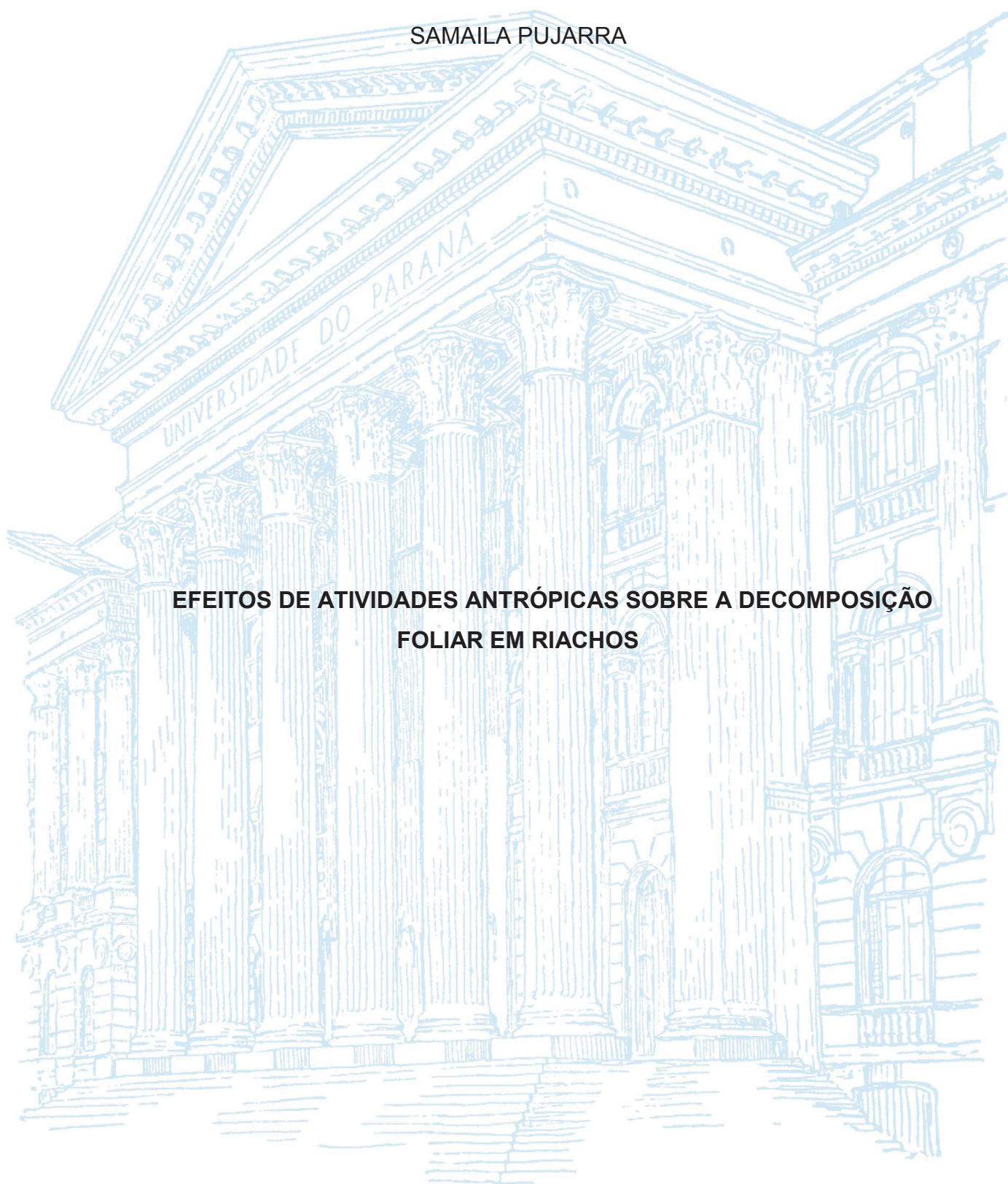
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

SAMAILA PUJARRA

**EFEITOS DE ATIVIDADES ANTRÓPICAS SOBRE A DECOMPOSIÇÃO
FOLIAR EM RIACHOS**

PALOTINA

2017



SAMAILA PUJARRA

**EFEITOS DE ATIVIDADES ANTRÓPICAS SOBRE A DECOMPOSIÇÃO FOLIAR
EM RIACHOS**

Dissertação apresentada como requisito parcial à obtenção do grau de Mestre em Aquicultura e Desenvolvimento Sustentável, no Curso de Pós-Graduação em Aquicultura e Desenvolvimento Sustentável, Setor Palotina, da Universidade Federal do Paraná.

Orientador(a): Prof(a). Dr(a). Yara Moretto
Coorientadora: Prof. ^a Dr.^a Andréia Isaac

PALOTINA

2017

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

P976 Pujarra, Samaila
Efeitos de atividades antrópicas sobre a decomposição foliar
em riachos / Samaila Pujarra. -- Palotina, 2017
43f.

Orientadora: Yara Moretto
Coorientadora: Andréia Isaac
Dissertação (mestrado) – Universidade Federal do Paraná,
Setor Palotina, Programa de Pós-graduação em Aquicultura e
Desenvolvimento Sustentável.

1. Riachos subtropicais. 2. Macroinvertebrados. 3. Grupo
trófico funcional. I. Moretto, Yara. II. Isaac, Andréia. III.
Universidade Federal do Paraná. IV. Título.

CDU 639.3



MINISTÉRIO DA EDUCAÇÃO
UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ
PRÓ-REITORIA DE PESQUISA E PÓS-GRADUAÇÃO
Setor PALOTINA
Programa de Pós-Graduação AQUICULTURA E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em AQUICULTURA E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da dissertação de Mestrado de **SAMAILA PUJARRA** intitulada: **EFEITOS DE ATIVIDADES ANTRÓPICAS SOBRE A DECOMPOSIÇÃO FOLIAR EM RIACHOS**, após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua Aprovação.

Palotina, 21 de Fevereiro de 2017.


YARA MORETTO

Presidente da Banca Examinadora (UFPR)


GILZA MARIA DE SOUZA FRANCO

Avaliador Externo (UFFS)


JOSÉ FRANCISCO GONÇALVES JUNIOR

Avaliador Externo (UNB)

Dedico este trabalho a todos
aqueles que contribuíram para sua
realização.

AGRADECIMENTOS

Em especial a minha querida mãe, Maria de Lourdes Pujarra, e irmã, Suélen Pujarra sempre presentes na minha vida. Pelos exemplos de força, dedicação e perseverança. Ao meu companheiro Fábio pelo incentivo nas horas mais difíceis, por aceitar abrir da minha companhia e entender a importância deste trabalho para meu crescimento.

Aos meus queridos colegas de laboratório, cuja presença foi fundamental para execução de cada etapa do trabalho, além do companheirismo, das brincadeiras, das conversas que fizeram meu dia-a-dia mais feliz. Com carinho especial à toda equipe do Laboratório de Invertebrados Aquáticos, Ana Paula Santos, Maria Júlia Nedel Giacominni, Sheila Oliveira, Rosiane S. e Mateus Ribas. E em especial às minhas meninas Gabriela S. Hein e Luana Margatto, presentes do início ao fim de tudo, vocês foram muito importantes para o meu crescimento como profissional e me fizeram perceber que o conhecimento não tem sentido algum se não for passado adiante.

Às técnicas de laboratório mais incríveis e dedicadas do mundo! Andreia Isaac e Thamís Meurer meu profundo agradecimento por aqueles dias em que vocês chegaram cantando, dançando, rindo, colorindo o ambiente e o dia. Vocês são grandes exemplos a serem seguidos.

À coordenadora Prof.^a Dr.^a Andreia Isaac, que merece mais um agradecimento. Obrigada pelos seus conselhos, pessoais e profissionais, pela companhia ao R.U., pelos cafés e bolos. Principalmente obrigada por estar sempre à disposição.

A Prof.^a Dr.^a Yara Moretto, pela orientação e pela oportunidade de crescer pessoal e profissionalmente. Obrigada por abrir caminhos para projetos que eu jamais imaginei que fosse capaz de executar, por me mostrar que eu posso mais. Obrigada por realizar meu sonho de trabalhar no Parque Nacional do Iguaçu. Obrigada pela confiança, incentivo e exemplo.

Ao Apolônio, Diretor do Parque Nacional do Iguaçu, pela franca recepção, apoio e parceria.

Ao Programa de Pós Graduação em Aquicultura e Desenvolvimento Sustentável, pelo aperfeiçoamento de minha formação.

A UFPR, Setor Palotina, pela infraestrutura e recursos oferecidos para a realização do trabalho.

Ao CNPq e Fundação Araucária pelo financiamento da bolsa.

Aos membros da banca, por aceitarem prontamente o convite para avaliação deste trabalho e pelas valiosas sugestões.

Cada rio é como um indivíduo.

(HYNES, 1978)

RESUMO

Riachos urbanos e de áreas agrícolas, em geral, apresentam modificações geomorfológicas, físicas e químicas oriundas de atividades antrópicas que se refletem na diversidade de invertebrados aquáticos, comunidade que participa ativamente da decomposição da matéria orgânica foliar alóctone. O objetivo do estudo foi verificar como a colonização de detritos foliares por invertebrados sofre influência do estado de conservação do riacho, do período de incubação do detrito foliar, da pluviosidade e da abertura de malha do amostrador artificial (litter bags). O experimento foi realizado em quatro riachos, dois em área de conservação (Poço Preto e Macuco) em Foz do Iguaçu-PR e dois em ambiente urbanizado (Jequitibá e Enganador) em Palotina-PR, em três tempos de incubação (15, 30 e 60 dias), em períodos de maior (jun-ago/2015) e menor pluviosidade (out-dez/2015), e duas malhas para as litter bags (0,05 e 0,10mm). Sedimentos grossos, pH, e grupos sensíveis (EPT) caracterizaram os ambientes preservados, enquanto condutividade, sedimentos finos e grupos tolerantes (Chironomidae e Oligochaeta) caracterizaram os ambientes alterados. A perda de massa foliar foi superior aos 15 dias, nos riachos Macuco (maior pluviosidade) e Enganador (menor pluviosidade). A riqueza de espécies e a ocorrência de grupos funcionais tróficos foram maiores nos ambientes preservados, nos períodos iniciais de incubação (15 e 30 dias) e de menor pluviosidade para todos os riachos. Alterações na qualidade da água e heterogeneidade de habitats observadas no estudo possivelmente atuaram sobre a composição taxonômica e funcional de invertebrados durante o processo de decomposição dos detritos foliares, nos riachos preservados e alterados.

Palavras-chave: Riachos subtropicais. Macroinvertebrados. Grupo trófico funcional.

ABSTRACT

Urban and agricultural areas, in general, present geomorphological, physical and chemical changes originating from anthropic activities that are reflected in the diversity of aquatic invertebrates, a community that actively participates in the decomposition of allochthonous foliar organic matter. The objective of the study was to verify how the colonization of foliar debris by invertebrates is influenced by the conservation status of the creek, the leaf litter incubation period, the rainfall and the litter bags. The experiment was carried out in four streams, two in conservation area (Poço Preto and Macuco) in Foz do Iguaçu-PR and two in an urbanized environment (Jequitibá and Enganador) in Palotina-PR, in three incubation times (15, 30 and 60 days), in higher periods (jun-aug / 2015) and lower rainfall (out-dec / 2015), and two litter bags (0.05 and 0.10 mm). Thick sediments, pH, and sensitive groups (EPT) characterized preserved environments, while conductivity, fine sediments and tolerant groups (Chironomidae and Oligochaeta) characterized the altered environments. The loss of leaf mass was higher than 15 days, in Macuco (higher rainfall) and Deceptive (lower rainfall) streams. The species richness and the occurrence of trophic functional groups were higher in the preserved environments, in the initial incubation periods (15 and 30 days) and of lower rainfall for all streams. Changes in water quality and habitat heterogeneity observed in the study possibly influenced the taxonomic and functional composition of invertebrates during the process of decomposition of leaf litter in preserved and altered streams.

Key-words: Subtropical streams. Macroinvertebrates. Functional feeding group.

LISTA DE FIGURAS

FIGURA 1 – LOCALIZAÇÃO DOS RIACHOS POÇO PRETO (P) E MACUCO (M), NO PARQUE NACIONAL DO IGUAÇU (FOZ DO IGUAÇU) E JEQUITIBÁ (J) E ENGANADOR (E) EM ÁREA URBANA (PALOTINA, PARANÁ)	16
FIGURA 2 – LOCAL DE INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO NOS RIACHOS POÇO PRETO E MACUCO (A,B), EM FOZ DO IGUAÇU E JEQUITIBÁ E ENGANADOR (C,D) EM PALOTINA.....	16
FIGURA 3 – ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA (RDA) PARA VERIFICAR AS RELAÇÕES ENTRE A TAXA DE DECOMPOSIÇÃO E VARIÁVEIS ABIÓTICAS ENTRE RIACHOS, PERÍODOS E PLUVIOSIDADE. ONDE: K= TAXA DE DECAIMENTO FOLIAR.	21
FIGURA 4 – TAXA DE DECAIMENTO (K) NAS ESTAÇÕES DE SECA E CHUVA PARA OS RIACHOS POÇO PRETO (A,B), MACUCO (C,D), JEQUITIBÁ (E,F) E ENGANADOR (G,H), NOS PERÍODOS DE INCUBAÇÃO DE 15, 30 E 60 DIAS..	22
FIGURA 5 – ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL NÃO MÉTRICO (NMDS) CONSIDERANDO OS RIACHOS POÇO PRETO, MACUCO, JEQUITIBÁ E ENGANADOR DURANTE A COLONIZAÇÃO DOS DETRITOS FOLIARES NOS PERÍODOS DE MENOR (A) E MAIOR PLUVIOSIDADE (B). SENDO: X-POÇO PRETO; Δ-MACUCO; O- JEQUITIBÁ; □- ENGANADOR	25
FIGURA 6 – COMPOSIÇÃO DE GRUPOS TRÓFICOS FUNCIONAIS COLETOR-APANHADOR (CA), COLETOR-FILTRADOR (CF), FRAGMENTADOR (F), PREDADOR (P), RASPADOR (R) REGISTRADA NOS RIACHOS POÇO PRETO (P), MACUCO (M), JEQUITIBÁ (J) E ENGANADOR (E), NOS PERÍODOS DE INCUBAÇÃO DE 15, 30 E 60 DIAS, NAS ESTAÇÕES DE MENOR (A) E MAIOR (B) PLUVIOSIDADE.	26

LISTA DE TABELAS

TABELA 1 – LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA E CARACTERÍSTICAS DOS RIACHOS POÇO PRETO E MACUCO (FOZ DO IGUAÇU) E ENGANADOR E JEQUITIBÁ (PALOTINA).....	15
TABELA 2 – VALORES MÉDIOS E DESVIO PADRÃO REGISTRADOS NOS RIACHOS POÇO PRETO (P), MACUCO (M) ENGANADOR (E) E JEQUITIBÁ (J), DURANTE AS ESTAÇÕES DE MENOR (JUN-AGO/15) E MAIOR (OUT-DEZ/15) PLUVIOSIDADE.	20
TABELA 3 – RESULTADOS DA ANOVA FATORIAL EXPLORANDO ABUNDÂNCIA, RIQUEZA E EQUITABILIDADE ENTRE OS RIACHOS, PERÍODOS DE INCUBAÇÃO, ESTAÇÃO E MALHA EM CADA UMA DAS ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM. ESTÃO REPRESENTADOS OS GRAUS DE LIBERDADE (GL), A ESTATÍSTICA (F) E OS VALORES DE P ($\leq 0,05$)	23

SUMÁRIO

1	INTRODUÇÃO	13
2	MATERIAL E MÉTODOS	15
2.1	ÁREA DE ESTUDO.....	15
2.2	PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL.....	17
2.3	ANÁLISE DE DADOS.....	18
3	RESULTADOS.....	19
3.1	CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL	19
3.2	DECOMPOSIÇÃO FOLIAR.....	21
3.3	COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS	23
4	DISCUSSÃO	26
5	CONSIDERAÇÕES FINAIS	31
	REFERÊNCIAS	32
	APÊNDICE A – TABELA 1. TÁXONS REGISTRADOS NOS RIACHOS POÇO PRETO (P), MACUCO (M), JEQUITIBÁ (J) E ENGANADOR (E) NOS PERÍODOS DE INCUBAÇÃO DE 15, 30 E 60 DIAS E NAS ESTAÇÕES DE SECA E CHUVA.....	38

1 INTRODUÇÃO

A descaracterização de habitats é a principal causa atual de perda de biodiversidade (TABARELLI et al. 2010). A expansão agrícola, a urbanização e a industrialização conduzem a um alto nível de fragmentação (COSTA E FUTEMMA, 2006). Os ambientes aquáticos dulcícolas são considerados um dos mais frágeis devido a sua menor capacidade de resiliência e, conseqüentemente, mais afetados pelas atividades antropogênicas (MENÉNDEZ et al. 2012) no seu entorno.

Riachos urbanos e de áreas agrícolas, em geral, são caracterizados pela redução ou ausência de vegetação ciliar, aumento na concentração de nutrientes, temperatura da água, largura e profundidade do leito, além de diversidade reduzida de invertebrados aquáticos (WALSH et al. 2005). Todos estes fatores podem alterar o processo de decomposição da matéria orgânica e a colonização por invertebrados, principalmente em riachos de cabeceira, onde a vegetação ripária é a principal fonte de entrada de matéria orgânica (Vannote et al. 1981; Rezende et al. 2016), devido à baixa produção primária (< 5%; ABELHO e GRAÇA 1998).

A decomposição foliar em ambientes lóticos, seja de origem alóctone ou autóctone, ocorre por ação de fatores abióticos e bióticos: lixiviação, condicionamento microbiano e fragmentação por abrasão física e invertebrados aquáticos (GESSNER; CHAUVET; DOBSON, 1999; YULE et al. 2009). O processo de lixiviação consiste na rápida remoção de moléculas solúveis logo após a imersão da matéria orgânica, com rápida perda de massa foliar; o condicionamento ou alteração química e estrutural da matéria orgânica ocorre devido a alimentação de fungos e bactérias, o que torna o detrito foliar palatável aos invertebrados; e a fragmentação ocorre através da alimentação dos invertebrados e da abrasão física resultante do atrito com a água (BOYERO et al. 2012).

Os fragmentadores representam a maior ligação entre o aporte terrestre e a cadeia alimentar aquática, pois aceleram a produção de matéria orgânica particulada fina, principal recurso para outros detritívoros, como coletores (CUMMINS e KLUG, 1979). Estes invertebrados utilizam o recurso vegetal principalmente como fonte alimentar após mudanças estruturais ou bioquímicas fornecidas pela colonização microbiana, que disponibiliza mais nutrientes presentes no detrito. Esta mudança na composição dos detritos também favorece a ocupação de outros invertebrados (OLIVEIRA, GONÇALVES; ALVES, 2014).

A decomposição foliar, portanto, é um processo ecológico complexo, afetado por três grupos principais de fatores (MARTINS et al. 2015): características do detrito foliar, variáveis abióticas locais e presença de organismos. A composição química do detrito vegetal, como a dureza das folhas (lignina e celulose) e presença de compostos secundários (taninos) pode dificultar, ou mesmo inibir a colonização e decomposição do material orgânico (FERREIRA; ENCALADA; GRAÇA, 2012). Além disso, fatores locais como a maior temperatura da água, a quantidade de oxigênio dissolvido e a presença de fósforo e nitrogênio podem acelerar o processo de decomposição, assim como o contrário pode inibir este processo (FERREIRA e CHAUVET 2011). A presença de elevada biomassa microbiana pode tornar a quebra de compostos mais rápida e, conseqüentemente, antecipar a ação dos invertebrados (FENOGLIO; CUCCO; MALACARNE, 2006). Nesse contexto, os inúmeros fatores relacionados ao uso da terra e a qualidade da água afetam a decomposição foliar (GRAÇA, 2001), tornando este processo ecológico um eficiente indicador ambiental de ecossistemas aquáticos (GESSNER e CHAUVET; 2002).

Apesar do número crescente de trabalhos em ambientes tropicais sobre a influência direta e indireta de diferentes usos do solo sobre o processo de decomposição (Equador: IÑIGUEZ-ARMIJOS et al. 2016, Argentina: FERNANDÉZ et al. 2016, CORTELEZZI et al. 2015; Brasil: MARTINS et al. 2017, HEPP et al. 2016, Malásia: YULE et al. 2015), o tema ainda necessita investigações, ainda mais no Brasil, que apresenta regiões geográficas com condições climáticas distintas e ampla diversidade. Desta forma, o estudo apresenta as seguintes hipóteses: i) o estado de conservação dos riachos influencia a ocorrência de invertebrados aquáticos colonizadores nos detritos foliares e, por consequência, o processo de decomposição, sendo a abundância e riqueza de táxons desta comunidade superiores em ambientes com menor influência antrópica; ii) a ocorrência de invertebrados colonizadores é superior quando os detritos foliares já estão no ambiente aquático a um certo tempo, suficiente para ocupação por microorganismos e, conseqüente aumento da palatabilidade. Assim, espera-se maior riqueza de invertebrados associados no tempo intermediário (30 dias) de incubação dos detritos; iii) menores valores de pluviosidade favorecem o estabelecimento da comunidade aquática, assim espera-se maiores valores de riqueza e abundância de invertebrados para este período, independente do riacho e de seu estado de conservação; vi) a rede de malha grossa facilita a entrada de invertebrados nas *litter*

bags, e portanto o consumo dos detritos, por isso espera-se maior ocorrência de invertebrados e maior decomposição nesta malha.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

Inicialmente foram selecionados quatro riachos de primeira ordem, segundo sua largura e profundidade, nas cidades de Foz do Iguaçu e Palotina, no Paraná, Brasil (Tabela 1, Figura 1). Os riachos estão localizados na Bacia Hidrográfica do Rio Paraná 3 (Poço Preto e Macuco) e na Bacia Hidrográfica do Piquiri (Enganador e Jequitibá). O clima nesta região é o Subtropical Úmido ou *Cfa*, segundo a classificação de Köppen. Neste tipo de clima há chuvas no ano todo, porém em maior quantidade durante as estações de primavera e verão. No presente estudo, as estações foram classificadas com base nos dados pluviométricos da região em período de menor pluviosidade (160mm) e período de maior pluviosidade (300mm) (SIMEPAR, 2017), pois isso facilita o entendimento destes padrões.

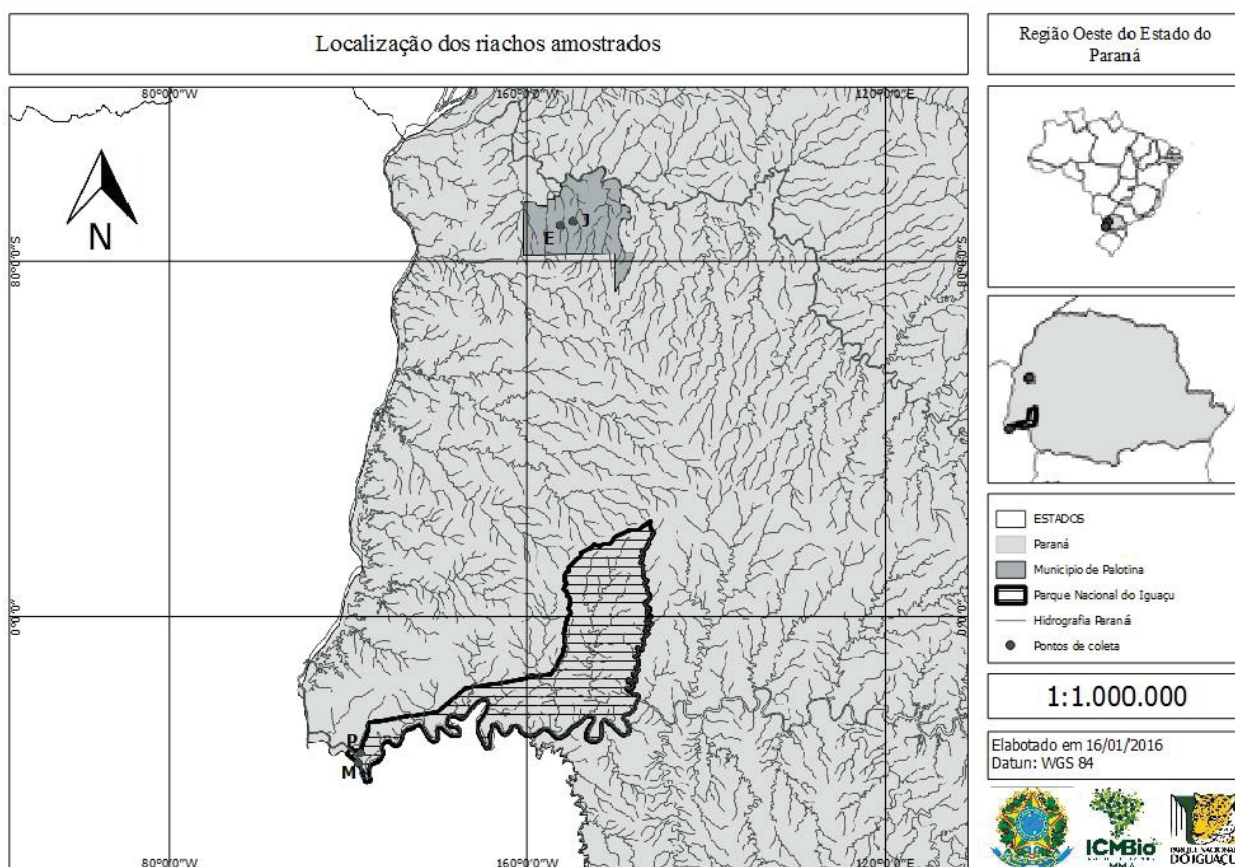
A formação fitogeográfica desta região é a Floresta Estacional Semidecidual, e o Parque Nacional do Iguaçu (PNI), em Foz do Iguaçu, é a maior unidade de conservação de Floresta Atlântica do Paraná (IBAMA, 1999). Os riachos Poço Preto e Macuco nascem em propriedade adjacente ao PNI e deságuam no rio Iguaçu no interior da unidade de conservação (Figura 2a, b). Os riachos de Palotina nascem em área agrícola e possuem vegetação ripária esparsa. O Enganador está localizado a jusante de tanques de piscicultura em uma área de lazer no interior do município e o Jequitibá está próximo ao centro urbano e recebe efluentes domésticos (Figura 2c,d).

TABELA 1. LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA E CARACTERÍSTICAS DOS RIACHOS POÇO PRETO E MACUCO (FOZ DO IGUAÇU) E ENGANADOR E JEQUITIBÁ (PALOTINA).

Riachos	Latitude	Longitude	Substrato	Influência Antrópica
Poço Preto	S 25°37.340'	O 54°26.925'	Seixos, folhiço, rápidos	-
Macuco	S 25°38.825'	O 54°27.337'	Seixos, folhiço, rápidos	-
Enganador	S 24°17.421'	O 53°51.471'	Folhiço, rápidos	Piscicultura
Jequitibá	S 24°17.120'	O 53°49.414'	Seixos, rápidos	Urbanização

FONTE: PUJARRA (2017).

FIGURA 1. LOCALIZAÇÃO DOS RIACHOS POÇO PRETO (P) E MACUCO (M), NO PARQUE NACIONAL DO IGUAÇU (FOZ DO IGUAÇU) E JEQUITIBÁ (J) E ENGANADOR (E) EM ÁREA URBANA (PALOTINA, PARANÁ).



FONTE: PUJARRA (2017).

FIGURA 2. LOCAL DE INSTALAÇÃO DO EXPERIMENTO NOS RIACHOS POÇO PRETO E MACUCO (A,B), EM FOZ DO IGUAÇU E JEQUITIBÁ E ENGANADOR (C,D) EM PALOTINA.



FONTE: PUJARRA (2017)

2.2 PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

A caracterização ambiental foi realizada através das medidas das variáveis temperatura da água, concentração de oxigênio dissolvido, pH e condutividade elétrica, com uma sonda multiparâmetros (Modelo HS-Hanna). Para a determinação do teor de nitrogênio amoniacal e fósforo total (MÂCEDO, 2004) foram coletadas amostras de água. Em cada ponto também foi mensurada a vazão, largura e profundidade do riacho. As amostras de sedimento foram coletadas em cada período amostral, em cada riacho, com um amostrador do tipo “Surber” (30x30cm) e foram secas em estufa a 80°C. A textura granulométrica do sedimento foi determinada de acordo com a escala de Wentworth de 1922, descrita por Suguio (1973).

As folhas da vegetação do entorno foram coletadas em período anterior (30 dias) ao experimento, através de quatro redes de 4m² instaladas na margem direita e esquerda, próximas aos pontos de amostragem. Em laboratório as folhas foram secas em estufa de circulação de ar a 45°C, em seguida pesadas ($3,0 \pm 0,1$ g) e colocadas em *litter bags* de malha grossa (10 mm) e fina (0,5 mm) com 15 cm x 20 cm de tamanho, totalizando 4 réplicas por tempo amostral e por malha. Esses *litter bags* foram incubados no riacho e mantidos durante os tempos de incubação de 15, 30 e 60 dias, no período de menor (jun-ago/2015) e maior pluviosidade (out-dez/2015), ao decorrer de um ano.

Em cada um dos tempos de incubação, após a retirada das *litter bags* incubadas nos riachos, estas foram colocadas em sacos plásticos, refrigeradas em uma caixa com gelo e conduzidas ao Laboratório de Invertebrados Aquáticos/LIAB (UFPR-Setor Palotina), onde foram lavadas em água corrente, sob peneira de 250 mm de abertura de malha, sendo as folhas separadas dos organismos.

Posteriormente à lavagem das folhas dos *litter bags*, retirou-se com um cortador (12 mm de diâmetro), um conjunto de cinco discos foliares retirados de cinco folhas aleatoriamente selecionadas. Os discos foram utilizados para determinar a Massa Seca Livre de Cinzas (MSLC, AFDM do inglês), conforme Abelho et al., (2005). O material foliar remanescente foi seco em estufa a 60° C por 72 horas, para determinação do peso seco, utilizado para o cálculo da taxa de decaimento. A taxa de decaimento foliar foi obtida através do coeficiente de transformação k , a partir do modelo exponencial negativo $M_t = M_0 e^{-kt}$, onde M_0 é a

massa pesada inicialmente antes da incubação, M_t é a massa remanescente do detrito exposto na água no tempo t (dias) e o k é a taxa de decaimento foliar que representa a decomposição (WEBSTER e BENFIELD, 1986).

Os invertebrados retidos pela peneira de lavagem foram colocados em um frasco de vidro e fixados com Etanol 70% para conservação. As amostras de invertebrados foram triadas e identificadas ao estereomicroscópio (30x), sempre que possível ao nível de gênero, com uso das chaves de Merrit e Cummins (1996), Fernández e Domingues (2001), Pes, Hamada e Nessimian (2005), Mugnai, Nessimian e Baptista (2010). A classificação em grupos tróficos funcionais (GTF) foi feita de acordo com a literatura (CUMMINS; MERRIT; ANDRADE 2005), foram excluídos da análise Chironomidae e Oligochaeta, por serem táxons generalistas (HIGUTI e TAKEDA, 2002), cujo hábito alimentar varia de acordo com os gêneros, aos quais não foi possível identificar.

2.3 ANÁLISE DE DADOS

Para a caracterização dos riachos e análise da influência das variáveis abióticas e da taxa de decomposição foliar em relação à abundância dos táxons, foi utilizada a Análise de Redundância (do inglês “redundancy analysis”, RDA). O critério de seleção para os táxons foi abundância superior a 100 indivíduos, para amenizar a influência dos táxons raros. Os pressupostos foram verificados para todas as análises através do teste de normalidade Shapiro-Wilk ($p < 0,05$) e homocedasticidade de Levene ($p < 0,05$), posteriormente os dados foram transformados ($\log [x+1]$). Para avaliar a perda de massa foliar e a taxa de decaimento entre os riachos, períodos e estações utilizou-se análises de regressão. Para verificar a variação da MSLC em relação aos riachos, tempo de incubação, pluviosidade e malhas utilizou a Anova fatorial, com teste Tukey a posteriori ($p < 0,05$).

Para avaliar se a comunidade de invertebrados (abundância e riqueza total) e se a guilda dos fragmentadores (abundância e riqueza) diferiram em relação a presença de atividades antrópicas (riachos), tempos de incubação dos detritos, estações e malhas também aplicou-se a ANOVA fatorial, seguida pelo teste de Tukey ($p < 0,05$). A PERMANOVA (Análise de Variância Permutacional) foi utilizada para verificar a diferença na composição de invertebrados durante a colonização,

considerou-se o fator riacho como aleatório, e os fatores tempo de incubação e período de pluviosidade como fixos. Para esta análise a matriz de dados de abundância foi estandardizada, aplicou-se o índice de similaridade de Bray-Curtis e foram feitas 999 permutações.

Para examinar a similaridade da comunidade de invertebrados colonizadora dos detritos entre os riachos impactados e de referência e entre as estações foi utilizada uma análise de Escalonamento Multidimensional Não Métrico (NMDS), utilizando uma matriz de dissimilaridade de Bray-Curtis calculada a partir de dados de abundância (transformados por $\log [x+1]$). Para as análises estatísticas foi utilizado o programa Statistica 7.1 (STATSOFT Inc, 2005).

3 RESULTADOS

3.1 CARACTERIZAÇÃO AMBIENTAL

Nos riachos Enganador (E) e Jequitibá (J) foram registrados os maiores valores de condutividade elétrica e nitrogênio amoniacal, assim como maior quantidade de sedimento fino (areia muito fina e argila). Os riachos Macuco (M) e Poço Preto (P) apresentaram maior quantidade de substrato grosso (grânulos e seixos) (Tabela 2).

Os eixos 1 e 2 da RDA explicaram 56 % da distribuição da comunidade de invertebrados aquáticos, o valor do r ajustado para análise foi 0,46. As variáveis condutividade elétrica, temperatura da água, vazão, areia fina e muito fina relacionaram-se positivamente com o eixo 1, características encontradas nos riachos Jequitibá e Enganador; enquanto, pH, largura e seixos relacionou-se negativamente, característicos do Poço Preto e Macuco. A taxa de decaimento foliar e a temperatura da água relacionaram-se negativamente com o eixo 2 (Figura 3).

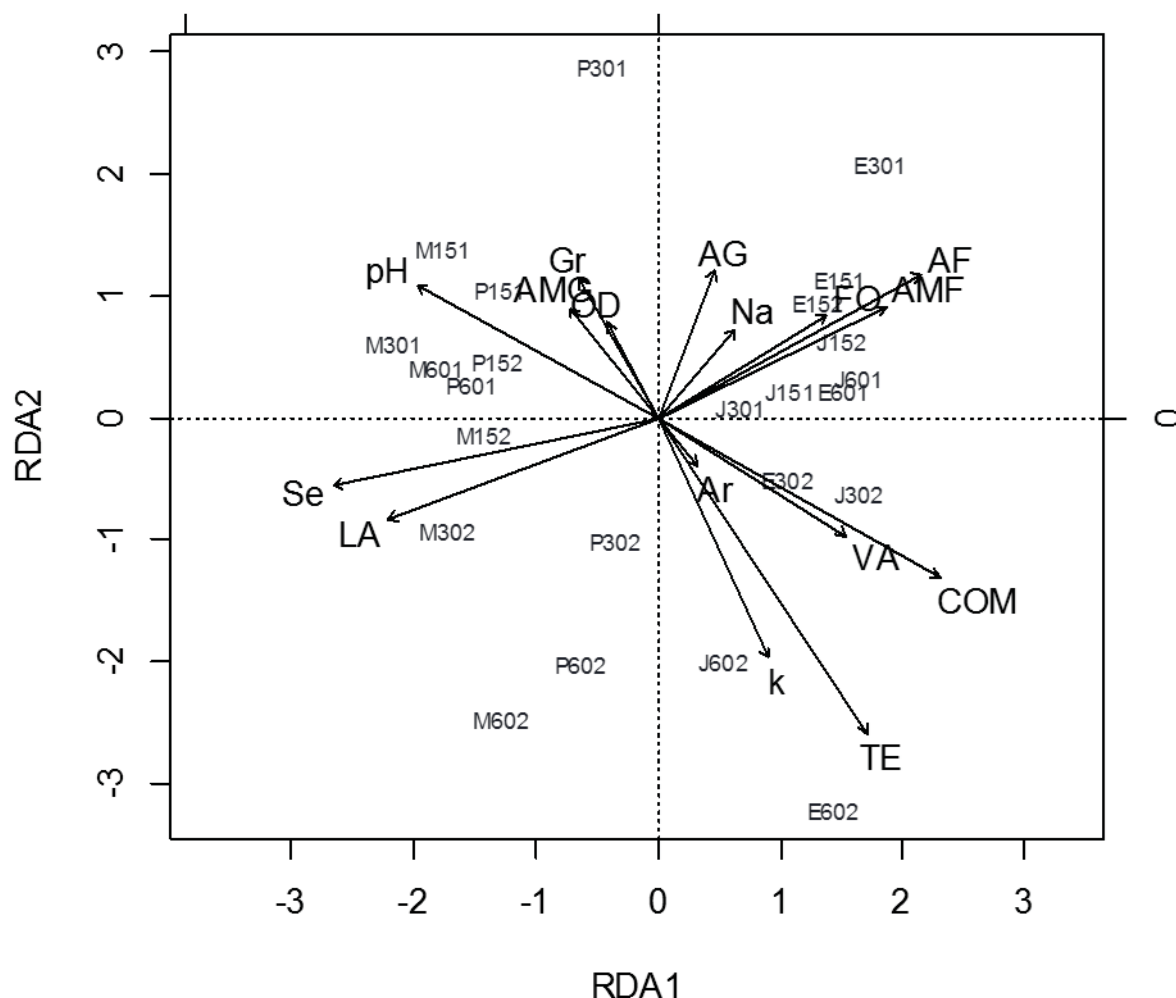
TABELA 2. VALORES MÉDIOS E DESVIO PADRÃO REGISTRADOS NOS RIACHOS POÇO PRETO (P), MACUCO (M) ENGANADOR (E) E JEQUITIBÁ (J), DURANTE AS ESTAÇÕES DE MENOR (JUN-AGO/15) E MAIOR (OUT-DEZ/15) PLUVIOSIDADE.

	Menor Pluviosidade				Maior Pluviosidade			
	P	M	J	E	P	M	J	E
CE ($\mu\text{S}/\text{cm}^2$)	16,62	30,96	51,96	129,03	33,59	55,20	193,37	82,80
	$\pm 1,99$	$\pm 1,25$	$\pm 4,02$	$\pm 23,44$	$\pm 3,42$	$\pm 2,87$	$\pm 39,71$	$\pm 18,67$
pH	8,40	8,14	7,81	8,05	8,18	8,08	8,05	7,31
	$\pm 0,10$	$\pm 0,26$	$\pm 0,17$	$\pm 0,13$	$\pm 0,40$	$\pm 0,12$	$\pm 0,10$	$\pm 0,20$
TA ($^{\circ}\text{C}$)	17,93	17,47	19,19	21,03	21,53	22,00	23,40	23,87
	$\pm 1,04$	$\pm 0,89$	$\pm 0,59$	$\pm 0,49$	$\pm 0,58$	$\pm 0,67$	$\pm 0,53$	$\pm 0,82$
OD (mg/L)	6,53	6,30	7,40	7,27	7,37	6,83	5,23	4,63
	$\pm 1,02$	$\pm 0,73$	$\pm 1,53$	$\pm 1,18$	$\pm 0,11$	$\pm 0,75$	$\pm 0,17$	$\pm 0,11$
La (m)	2,07	3,64	1,41	2,76	2,30	3,38	3,08	1,46
	$\pm 0,10$	$\pm 0,26$	$\pm 0,04$	$\pm 0,24$	$\pm 0,07$	$\pm 0,15$	$\pm 0,27$	$\pm 0,16$
Va (m^3/s)	0,23	0,37	0,39	0,45	0,29	0,30	0,34	0,57
	$\pm 0,11$	$\pm 0,19$	$\pm 0,01$	$\pm 0,07$	$\pm 0,13$	$\pm 0,16$	$\pm 0,08$	$\pm 0,03$
FT (mg/L)	0,00	0,00	0,05	0,00	0,00	0,00	0,00	0,03
	± 0	± 0	$\pm 0,04$	± 0	± 0	± 0	± 0	$\pm 0,43$
NA (mg/L)	0,06	0,08	0,14	0,07	0,08	0,06	0,04	0,05
	$\pm 0,01$	$\pm 0,01$	$\pm 0,02$	$\pm 0,01$	$\pm 0,01$	$\pm 0,02$	$\pm 0,02$	$\pm 0,04$
Se (g)	0,60	0,80	0,083	0,71	0,65	0,91	0,62	0,09
	$\pm 0,15$	$\pm 0,17$	$\pm 0,02$	$\pm 0,08$	$\pm 0,09$	$\pm 0,07$	$\pm 0,070$	$\pm 0,03$
Gr (g)	0,09	0,03	0,04	0,05	0,12	0,05	0,04	0,06
	$\pm 0,75$	$\pm 0,01$	$\pm 0,01$	$\pm 0,03$	$\pm 0,12$	$\pm 0,02$	$\pm 0,03$	$\pm 0,02$
AMG (g)	0,13	0,02	0,04	0,04	0,15	0,04	0,04	0,05
	$\pm 0,13$	$\pm 0,01$	$\pm 0,01$	$\pm 0,04$	$\pm 0,15$	$\pm 0,14$	$\pm 0,03$	$\pm 0,02$
AG (g)	0,16	0,03	0,10	0,16	0,17	0,03	0,14	0,09
	$\pm 0,15$	$\pm 0,01$	$\pm 0,05$	$\pm 0,19$	$\pm 0,16$	$\pm 0,02$	$\pm 0,14$	$\pm 0,06$
AF (g)	0,03	0,02	0,12	0,05	0,03	0,03	0,07	0,13
	$\pm 0,02$	$\pm 0,02$	$\pm 0,07$	$\pm 0,04$	$\pm 0,02$	$\pm 0,02$	$\pm 0,05$	$\pm 0,05$
AMF (g)	0,01	0,01	0,06	0,01	0,01	0,02	0,02	0,07
	$\pm 0,01$	$\pm 0,01$	$\pm 0,03$	$\pm 0,01$	$\pm 0,01$	$\pm 0,02$	$\pm 0,02$	$\pm 0,02$
Ar (g)	0,00	0,00	0,01	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01
	$\pm 0,00$	± 0	$\pm 0,00$	$\pm 0,00$	$\pm 0,00$	$\pm 0,00$	$\pm 0,00$	$\pm 0,01$

ONDE: CE=CONDUTIVIDADE ELÉTRICA; PH=POTENCIAL HIDROGENIÔNICO; TA=TEMPERATURA DA ÁGUA; OD=OXIGÊNIO DISSOLVIDO; LA=LARGURA; VA=VAZÃO; FT= FOSFATO TOTAL; NA=NITROGÊNIO AMONICAL; SE=SEIXOS; GR=GRÂNULOS; AMG=AREIA MUITO GROSSA; AG=AREIA GROSSA; AF=AREIA FINA; AMF=AREIA MUITO FINA; AR=ARGILA.

FONTE: PUJARRA (2017).

FIGURA 3. ANÁLISE DE REDUNDÂNCIA (RDA) PARA VERIFICAR AS RELAÇÕES ENTRE A TAXA DE DECOMPOSIÇÃO E VARIÁVEIS ABIÓTICAS ENTRE RIACHOS, PERÍODOS E PLUVIOSIDADE.



ONDE: K= TAXA DE DECAIMENTO FOLIAR; COM=CONDUTIVIDADE ELÉTRICA; PH=POTENCIAL HIDROGENIÔNICO; TE=TEMPERATURA DA ÁGUA; OD=OXIGÊNIO DISSOLVIDO; LA=LARGURA; VA=VAZÃO; FT= FOSFATO TOTAL; NA=NITROGÊNIO AMONÍACAL; SE=SEIXOS; GR=GRÂNULOS; AMG=AREIA MUITO GROSSA; AG=AREIA GROSSA; AF=AREIA FINA; AMF=AREIA MUITO FINA; AR=ARGILA.

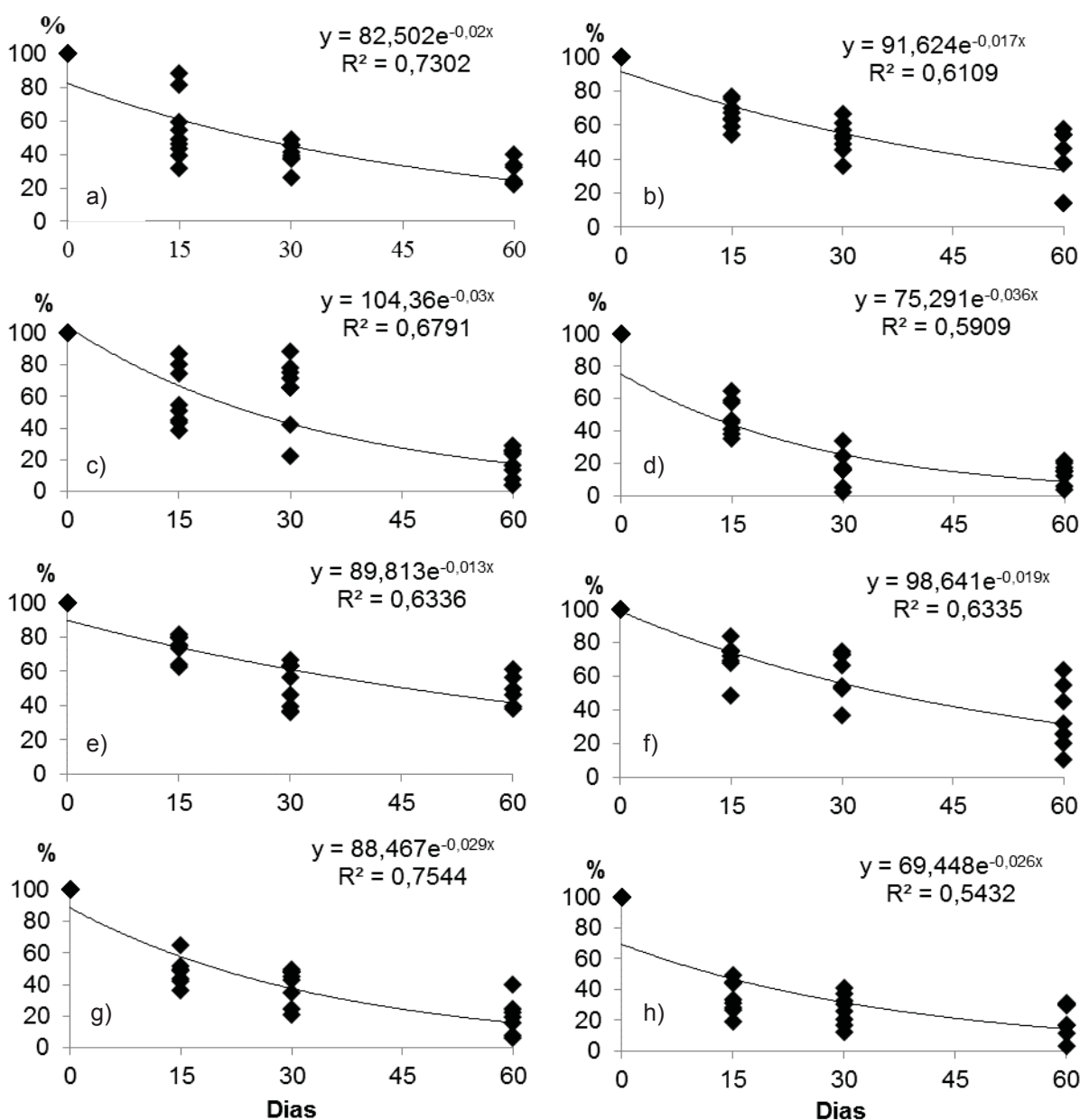
FONTE: PUJARRA (2017).

3.2 DECOMPOSIÇÃO FOLIAR

Em relação a taxa de decaimento (k), em todos os riachos e estações observou-se que esta foi superior aos 15 dias e seguiu decrescendo aos 30 e 60 dias. A maior taxa de decomposição foi observada para o Macuco na estação chuvosa ($k=0,036$) e na estação seca ($k=0,030$), seguido pelo riacho Enganador na estação seca ($k=0,029$) e chuvosa ($k=0,026$). Os menores valores foram registrados no Jequitibá na seca ($k=0,013$) e no Poço Preto na chuva ($k=0,017$) (Figura 4).

A MSLC variou significativamente entre os riachos, tempos de incubação e períodos de pluviosidade (Tabela 3). Foi superior no Jequitibá ($\bar{x}=1,71\text{g/dia}$), seguido pelo Poço Preto ($\bar{x}=1,43\text{g/dia}$) (Tukey; $p<0,05$). Diferiu entre todos os períodos de incubação (Tukey; $p<0,05$), sendo superior aos 15 dias ($\bar{x}=1,53\text{g/dia}$) e 30 dias ($\bar{x}=1,12\text{g/dia}$). Quanto à pluviosidade, a MSLC foi maior no período de maior pluviosidade ($\bar{x}=1,22\text{g/dia}$) em comparação ao de menor ($\bar{x}=1,07\text{g/dia}$).

FIGURA 4. TAXA DE DECAIMENTO (K) NAS ESTAÇÕES DE SECA E CHUVA PARA OS RIACHOS POÇO PRETO (A,B), MACUCO (C,D), JEQUITIBÁ (E,F) E ENGANADOR (G,H), NOS PERÍODOS DE INCUBAÇÃO DE 15, 30 E 60 DIAS.



FONTE: PUJARRA (2017)

3.3 COMUNIDADE DE INVERTEBRADOS

Foram identificados 53.443 invertebrados, pertencentes a 150 táxons, dentre eles 62 famílias e 115 gêneros, sendo Chironomidae e Oligochaeta os grupos mais abundantes, com respectivamente 54,85 e 24,44 %, do total de organismos (Apêndice A). Maior abundância foi encontrada no riacho Enganador ($n=5.021$) e maior riqueza de táxons no riacho Macuco (15 táxons), ambos aos 15 dias, no período de menor pluviosidade.

De acordo com os resultados da ANOVA, apresentaram diferença significativa em relação aos riachos a abundância e riqueza total de invertebrados e de fragmentadores (Tabela 3). A abundância de invertebrados colonizadores foi significativamente menor no riacho Jequitibá quando comparado aos demais ($A_t=161$ indivíduos; Tukey; $p<0,05$). Já no Enganador e Macuco o número médio de indivíduos foi de 449 e 267 indivíduos, respectivamente. A riqueza total de invertebrados foi superior no riacho Macuco ($S_t=15$), seguido pelo Poço Preto ($S_t=13$); Jequitibá ($S_t=4$) e Enganador ($S_t=6$) foram diferentes entre si e em relação aos preservados (Tukey, $p<0,05$). A abundância e riqueza de fragmentadores foi superior no Macuco ($A_r=48$; $S_r=3$), seguido pelo Poço Preto ($A_r=3$; $S_r=1$).

TABELA 3. RESULTADOS DA ANOVA FATORIAL EXPLORANDO ABUNDÂNCIA, RIQUEZA E EQUITABILIDADE ENTRE OS RIACHOS, PERÍODOS DE INCUBAÇÃO, ESTAÇÃO E MALHA EM CADA UMA DAS ESTAÇÕES DE AMOSTRAGEM. ESTÃO REPRESENTADOS OS GRAUS DE LIBERDADE (GL), A ESTATÍSTICA (F) E OS VALORES DE P ($\leq 0,05$).

Métricas testadas	Efeito	Riacho	Período	Estação	Malha
	Gl	3	2	1	1
Abundância total de invertebrados	F	7,34	13,77	76,52	0,26
	p	0*	0*	0*	0,61
Riqueza total de invertebrados	F	95,04	4,46	23,80	1,78
	p	0*	0,01*	0*	0,18
Abundância Fragmentadores	F	490,14	3,97	0,65	0,24
	p	0*	0,02*	0,42	0,62
Riqueza Fragmentadores	F	160,45	2,39	2,69	0,77
	p	0*	0,09	0,10	0,38
Massa Seca Livre de Cinzas	F	116,42	84,03	10,62	0,92
	p	0*	0*	0*	0,33

* Valores significativos.

FONTE: PUJARRA (2017).

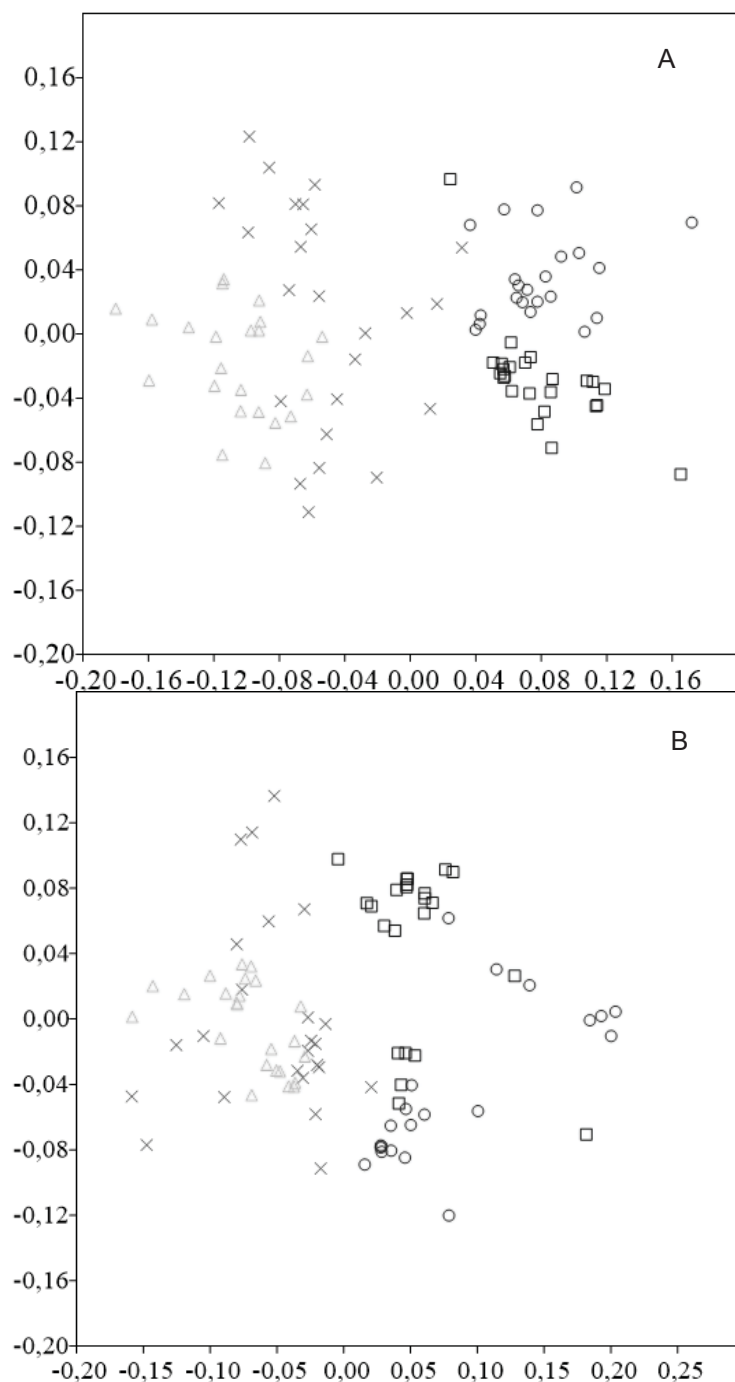
Quanto aos tempos de incubação também houve diferença para abundância e riqueza totais e abundância de fragmentadores (Tabela 3). A abundância de invertebrados foi elevada aos 15 dias ($A_t=334$) e baixa aos 60 dias ($A_t=226$; Tukey: $p<0,05$). O número de espécies de invertebrados foi inferior aos 60 dias ($S_t=9$; Tukey, $p<0,05$), sendo o mesmo valor aos 15 e 30 dias ($S_t=10$). A abundância de fragmentadores foi superior aos 30 dias ($A_r=15$), sendo este tempo de incubação diferente dos demais (Tukey, $p<0,05$), seguido pelos 15 dias ($A_r=14$).

Considerando os períodos de maior e menor pluviosidade houve diferença significativa apenas para a abundância e riqueza total da fauna de invertebrados (Tabela 3). A abundância foi superior no período de menor pluviosidade ($A_t=402$) em relação ao de maior ($A_t=163$), em todos os riachos e tempos de incubação; assim como para a riqueza total de invertebrados ($S_t=11$ x $S_t=8$, respectivamente), em ambos os períodos pluviométricos. Apesar da elevada abundância ($n=1.451$) e riqueza ($A_r=15$) de fragmentadores, no período de maior pluviosidade, não houve diferença significativa estatisticamente. Como o fator malha não apresentou diferença significativa para nenhum dos atributos considerados, para as demais análises considerou-se apenas os fatores riacho, período e pluviosidade.

Os resultados da PERMANOVA evidenciaram que existe interação significativa entre a composição de espécies e os riachos, períodos e estações ($F=0,910$ e $p=0.669$), sendo significativas apenas as diferenças entre riachos ($F=25,79$ e $p=0,001$) e estações ($F=3,64$ e $p=0,001$). Dentre os riachos, apenas o Poço Preto e o Macuco não diferiram entre si. No entanto, nas demais comparações par a par existiu diferença significativa ($p=0,001$), sendo as maiores dissimilaridades registradas entre Enganador e Macuco (2,489) e Jequitibá e Macuco (2,429). Quanto a pluviosidade foi registrada diferença significativa entre os seguintes riachos e períodos: aos 15 dias no Jequitibá ($p=0,03$) e Enganador ($p=0,03$); aos 60 dias no Poço Preto ($p=0,001$) e Macuco ($p=0,008$). Corroborando os resultados da PERMANOVA, a NMDS apontou e diferenciou o agrupamento dos riachos Poço Preto e Macuco daquele dos riachos Jequitibá e Enganador, tanto no período de menor pluviosidade (stress=0,18; Figura 5a) quanto no de maior pluviosidade (stress=0,25; Figura 5b). Em ambos os períodos ficou evidente que Jequitibá e Enganador formaram agrupamentos distintos entre si (Figura 5a,b).

FIGURA 5. ESCALONAMENTO MULTIDIMENSIONAL NÃO MÉTRICO (NMDS) CONSIDERANDO OS RIACHOS POÇO PRETO, MACUCO, JEQUITIBÁ E ENGANADOR DURANTE A COLONIZAÇÃO DOS DETRITOS FOLIARES NOS PERÍODOS DE MENOR (A) E MAIOR PLUVIOSIDADE (B).

SENDO: X-POÇO PRETO; Δ -MACUCO; O-JEQUITIBÁ; \square - ENGANADOR.

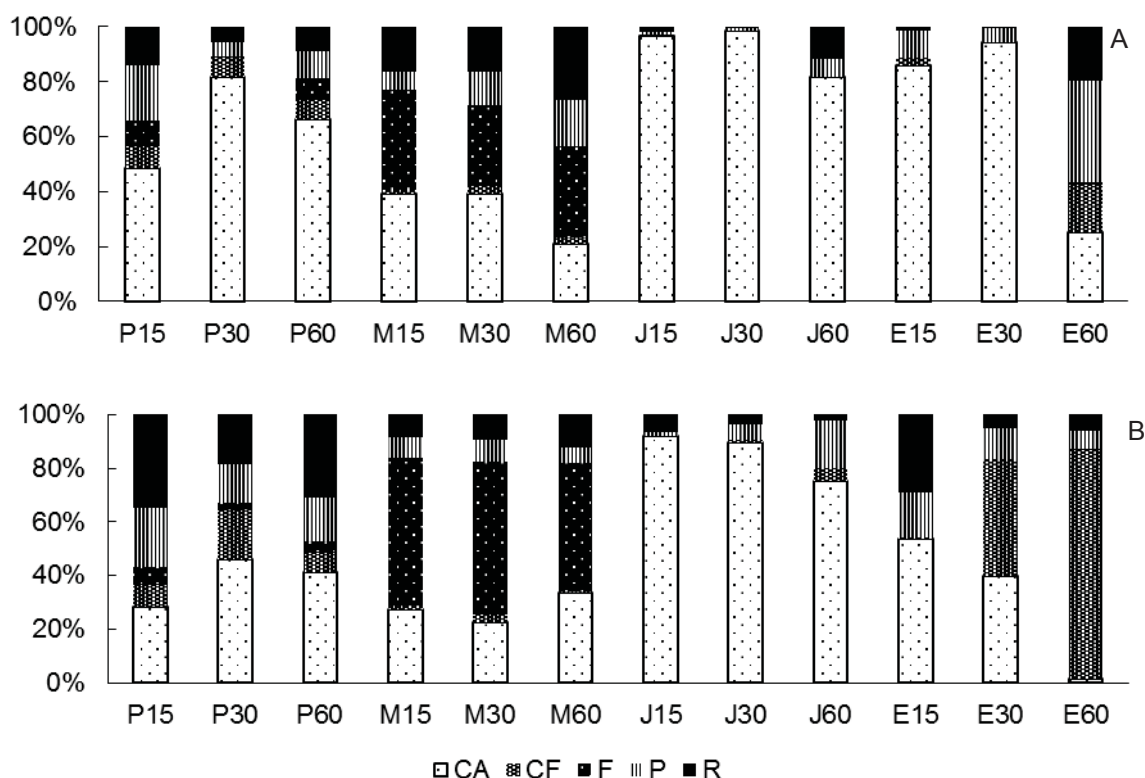


FONTE: PUJARRA(2017).

A composição dos GFT, nos riachos, foi mais rica nos ambientes preservados, Poço Preto e Macuco, nos quais foram registrados representantes de todos os cinco grupos representados no estudo. O grupo de maior ocorrência foi

coletor-apanhador, sendo dominante em ambos os períodos pluviométricos no Jequitibá, em todos os períodos de incubação, e no Enganador aos 15 e 30 dias (Figura 6.a;b).

FIGURA 6. COMPOSIÇÃO DE GRUPOS TRÓFICOS FUNCIONAIS COLETOR-APANHADOR (CA), COLETOR-FILTRADOR (CF), FRAGMENTADOR (F), PREDADOR (P), RASPADOR (R) REGISTRADA NOS RIACHOS POÇO PRETO (P), MACUCO (M), JEQUITIBÁ (J) E ENGANADOR (E), NOS PERÍODOS DE INCUBAÇÃO DE 15, 30 E 60 DIAS, NAS ESTAÇÕES DE MENOR (A) E MAIOR (B) PLUVIOSIDADE.



FONTE: PUJARRA (2017).

4 DISCUSSÃO

As variáveis abióticas diferiram entre os riachos alterados e preservados, possivelmente refletindo a presença de atividades antrópicas no entorno e da vegetação ripária preservada. No Enganador e Jequitibá houve predomínio de sedimento fino e areia, menores valores de oxigênio dissolvido e maiores valores de condutividade, características de ambientes com aporte grande de sedimento, como encontrado por Rawi et al. (2013). A entrada de sedimento, seja oriundo de tanques de piscicultura à montante (Enganador) ou de processos erosivos em suas margens

(Jequitibá), pode ter sido agravada também pela ausência de vegetação ciliar preservada.

A temperatura da água, o oxigênio dissolvido e a quantidade de nutrientes na água tem influência direta sobre as taxas metabólicas do sistema aquático, sendo importantes quando se trata de avaliar a decomposição (Encalada, 2010; Tonello et al. 2014). Como esperado, a taxa de decomposição foi superior em um dos riachos preservados, o Macuco, porém seguido pelo Enganador. Nos riachos preservados foram registrados maiores quantidades de sedimentos grossos, maiores valores de oxigênio dissolvido e pH, condições que possivelmente favoreceram a ocorrência de um maior número de espécies nestes locais, como algumas famílias de Ephemeroptera e Plecoptera, ordens de Insecta com maiores requisitos ambientais segundo Couceiro et al. (2007). Muitos táxons destes grupos são fragmentadores, o que contribuiu também para ocorrência de maior decomposição no riacho Macuco.

No riacho Enganador, a presença de características de ambiente alterado, como maiores valores de nitrogênio e condutividade pode ter influenciado negativamente a abundância de invertebrados detritívoros, como também foi observado por Woodward, Waghorn, Bryant (2012) e Martins et al. (2015). Entretanto, estas mesmas características da água aliadas às variações de temperatura e vazão característicos de ambientes alterados, provavelmente aceleraram a perda de compostos dos detritos foliares, por abrasão e fragmentação da matéria orgânica (MACKINTOSH, DAVIS; THOMPSON, 2016), de certa forma compensando a ausência dos invertebrados fragmentadores.

A abundância de invertebrados nos riachos alterados apresentou-se em extremos opostos: elevada no riacho Enganador e muito baixa no Jequitibá. A alta abundância de Oligochaeta, Chironomidae e *Smicridea* (Trichoptera) nos riachos alterados contribuiu para este resultado. As larvas de Chironomidae são reconhecidamente dominantes nos ambientes lóticos, pois apresentam diversos hábitos alimentares, inclusive fragmentadoras e, desta forma, também podem influenciar o processo de decomposição (MORETTI; GONÇALVES; CALLISTO, 2007). A disponibilidade de recurso alimentar e de forrageio aliada a estabilidade dos *litter bags* pode justificar o alto número de indivíduos da família Chironomidae (HEPP et al. 2008). Chironomidae e Oligochaeta são reconhecidamente grupos tolerantes a poluição, já o gênero *Smicridea* possui um elevado grau de plasticidade ambiental e pode ser encontrado em ambientes com diferentes correntezas e

temperaturas (JAIMES-CONTRERAS e GRANADOS-MARTÍNEZ, 2016), sendo capaz de construir extensas redes de seda para se fixar ao substrato e capturar grande quantidade de partículas alimentares (LÓPEZ-DELGADO; VÁSQUEZ-RAMOS; REINOSO-FLÓREZ, 2015). A dominância destes grupos corroborou para menores valores de riqueza para estes riachos quando comparado com os riachos preservados.

No Jequitibá, a abundância e a riqueza foram baixas possivelmente um reflexo da pior condição ambiental em relação aos demais. O assoreamento, aliado à alterações na qualidade de água, provoca a perda da complexidade ambiental, em consequência da redução na disponibilidade de recursos e principalmente da homogeneização do substrato (UIEDA; ALVES; SILVA, 2016), o que dificulta o estabelecimento dos invertebrados no local.

Por outro lado, nos riachos preservados a riqueza total de invertebrados e de fragmentadores foi superior aos alterados em todos os tempos de incubação e estações, corroborando nossa hipótese inicial, o que provavelmente reflete as condições registradas para estes riachos: excelente qualidade de água e presença de sedimentos grossos, como rochas, seixos, grânulos e troncos, que refletem maior heterogeneidade de habitat. Nestes ambientes, onde a entrada de material orgânico ocorre de maneira natural e cíclica, os processos ecossistêmicos, dentre eles a decomposição, são favorecidos pela existência de uma comunidade de micro-organismos e de invertebrados estruturada para a colonização e processamento dos detritos foliares, já que a redução na entrada do material alóctone pode reduzir ou eliminar invertebrados sensíveis (COUCEIRO et al. 2007). A comunidade de invertebrados refletiu de forma clara a diferença no estado de conservação dos riachos, neste estudo, como observado na NMDS, através da homogeneidade entre as amostras dos riachos preservados.

A taxa de decomposição foi superior aos 15 dias, contrariando nossa hipótese inicial que previa maiores valores aos 30 dias, tempo intermediário de incubação, e suficiente para tornar o material foliar mais palatável aos microrganismos. A perda de massa foliar depende primariamente da composição química das folhas (BIASI et al. 2013), pois a presença de substâncias fenólicas, por exemplo, pode inibir a fauna colonizadora (HEPP et al. 2008) e retardar o desgaste físico do material. O processo de decomposição é dinâmico e as etapas não ocorrem em uma ordem cronológica, elas se sobrepõem (GESSNER; CHAUVET; DOBSON, 1999; GONÇALVES e

CALLISTO, 2013), porém a lixiviação é um dos primeiros processos que influencia a perda de massa num primeiro momento dentro do riacho. Acredita-se que esta ação da água possa ter sido responsável pela maior taxa de decaimento encontrada aos 15 dias, em todos os riachos, principalmente nos alterados.

Em ambientes tropicais, os fungos, especificamente os hifomicetos aquáticos, estão entre os decompositores que mais se destacam nos recursos hídricos (BOYERO et al. 2012, GRAÇA et al. 2015). A incorporação da biomassa fúngica converte a matéria orgânica em CO₂, elevando a palatabilidade do detrito, favorecendo a colonização dos invertebrados aquáticos, que se alimentam do tecido foliar e dos micélios dos fungos (WEBSTER et al., 2009). A velocidade de ocupação do detrito por estes microrganismos varia de acordo com as características dos riachos, dentre elas a temperatura da água, condutividade elétrica e velocidade da água (BÄRLOCHER e GRAÇA, 1992; FERREIRA e CHAUVET, 2011).

A abundância e riqueza de invertebrados, da mesma forma que para a decomposição, foram superiores aos 15 dias, contrariando a hipótese de que eles ocorreriam em maior número aos 30 dias, o que foi verdadeiro apenas para os fragmentadores. A sucessão de organismos durante o processo de decomposição foliar se dá segundo a qualidade do detrito foliar e a presença de organismos especialistas em seu consumo no ambiente (BIASI et al. 2013), como os fungos, bactérias e invertebrados. Cabe lembrar que quanto mais invertebrados fragmentadores colonizam o material, mais atrativo ele se torna para outros invertebrados consumidores de partículas finas, biofilme e também para os predadores, sejam outros invertebrados e peixes. A presença da guilda fragmentadora pode afetar diretamente o processo de decomposição, através de um efeito de cascata trófica como observado por Mancinelli, Constantini e Rossi (2007). Ou seja, a menor abundância e riqueza da fauna bentônica aos 60 dias podem ser resultantes da ação e da interação destes fatores.

Ressalta-se que nos ambientes alterados a abundância e riqueza de invertebrados fragmentadores foi bem inferior em relação aos preservados. A ausência de vegetação ripária nos ambientes aquáticos alterados pode conduzir a uma redução na densidade de fragmentadores, como observado por Hepp *et al.* (2016) e, conseqüentemente, sua ausência pode retardar o aproveitamento do material particulado e alterar o metabolismo do riacho. Os fragmentadores são muito

importantes no processo de transformação da matéria orgânica em córregos florestados e não-florestados (MASESE et al., 2014).

A taxa de decaimento da matéria orgânica foi superior no período de maior pluviosidade, em todos os riachos, ao contrário do esperado. O período de chuvas, aliado às elevadas temperaturas, podem atuar acelerando o processo de decomposição, pois o aumento na velocidade da água conduz à maior abrasão física dos compostos hidrossolúveis (SANTOS-FONSECA et al. 2013), além de estimular o carreamento de nutrientes, oriundos da zona ripária, estimulando a atividade microbiana (REZENDE et al. 2016). A chuva pode ter sido um fator importante para a ocorrência da segunda maior taxa de decomposição no riacho Enganador, já que os fragmentadores não foram dominantes neste riacho.

O período de menor pluviosidade, considerado para este estudo, ainda assim é elevado (160mm), pois 2015 foi um ano atípico devido à presença do El Niño. Este fenômeno provoca aquecimento nas águas do Pacífico, provocando muita chuva no Sul do Brasil. Os invertebrados bentônicos em riachos tropicais são limitados principalmente pelo regime de fluxo e distúrbios hidrológicos, cuja presença afeta a estabilidade do substrato, o processo de *drift* e a disponibilidade de recursos alóctones (JACOBSEN, 2005). Os atributos da comunidade, no entanto, não se mostraram influenciados pela maior quantidade de chuva ocorrida no período de menor pluviosidade, já que houve maior abundância e riqueza de invertebrados bentônicos. A maior estabilidade em relação à vazão e ao sedimento facilita a recolonização do substrato por várias famílias de invertebrados aquáticos (ARIMORO e IKOMI, 2009). O menor volume de água neste período também pode favorecer a formação de biofilme sobre os detritos foliares, facilitando a ocupação da matéria orgânica por outros invertebrados não detritívoros (PRETO et al. 2005).

A perda de massa foliar não foi influenciada significativamente pelas malhas finas e grossas, pois, possivelmente, ambas permitiram a colonização por fungos e invertebrados, contrariando a hipótese de que malhas maiores seriam mais susceptíveis a perda de biomassa por abrasão e fragmentação, como proposto por Webster & Benfield (1986). Outros autores (PASCOAL et al., 2005; MACKINTOSH; DAVIS; THOMPSON, 2016) também utilizaram diferentes tamanhos de malha em seus estudos com decomposição e não observaram variação quanto aos atributos da comunidade e a própria decomposição foliar. No entanto, a relação entre o aumento do tamanho da malha e a perda de massa foliar foi encontrada por

Bradford et al. (2002) em ambiente terrestre e por Lidman (2015) em ambiente aquático, demonstrando que fatores intrínsecos aos ecossistemas estudados por estes autores podem ter influenciado na variação encontrada entre os tamanhos das malhas.

5 CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este estudo apontou os efeitos de diferentes usos do solo na ocorrência de um processo ecológico imprescindível para o metabolismo de riachos de cabeceira e manutenção da biodiversidade aquática: a decomposição de detritos foliares. A existência de alterações no entorno e na qualidade da água do riacho conduzem a modificações na abundância e riqueza de invertebrados colonizadores, o que pode influenciar a velocidade de aproveitamento do material alóctone. A ocorrência de fragmentadores também está estritamente relacionada ao aporte contínuo deste material para o interior do riacho, o que só ocorre na presença da vegetação ripária. A pluviosidade pode alterar toda esta dinâmica, podendo acelerar ou retardar a decomposição, nos riachos do estudo observou-se maior decomposição e maior ocorrência de invertebrados no período de mais chuva.

São necessárias maiores informações a respeito da dinâmica de invertebrados, micro-organismos e variáveis abióticas e sua relação com os processos ecossistêmicos. Entretanto, esta métrica deve ser incluída em programas de biomonitoramento, já que traz informação importante quanto a funcionalidade do sistema como um todo e é capaz de promover ações mais assertivas quanto à gestão dos recursos hídricos.

REFERÊNCIAS

- ABELHO, M.; GRAÇA, M. A. S. Litter in a first-order stream of a temperate deciduous forest (Margaraça Forest, central Portugal). **Hydrobiologia**, v. 386, n. 1/3, p. 147-152. nov. 1998.
- ABELHO, M.; CRESSA, C.; GRAÇA, M. A. S. Microbial biomass, respiration, and decomposition of *Hura crepitans* L. (Euphorbiaceae) leaves in a tropical stream. **Biotropica**, v. 37, n. 3, p. 397-402, set. 2005.
- ARIMORO, F.O.; IKOMI, R. B. Ecological integrity of upper Warri River, NigerDelta using aquatic insects as bioindicators. **Ecology Indicators**, v. 9, n. 3, p. 455-461, mai. 2009.
- BÄRLOCHER, F.; GRAÇA, M. A. S. Exotic riparian vegetation lowers fungal diversity but not leaf decomposition in Portuguese streams. **Freshwater Biology**, v. 47, n. 6, p. 1123-1135, jun. 2002.
- BIASI, C.; TONIN, A. M.; RESTELL, R. M.; HEPP, L. U. Colonisation of leaf litter by Chironomidae (Diptera): influence of chemical quality and exposure duration in a Neotropical stream. **Limnologia**, v. 43, n. 6, p. 427-433, nov. 2013.
- BRADFORD, M. A., G. M. TORDOFF, T. EGGERS, T. H. JONES, & J. E. NEWINGTON, Microbiota, fauna, and mesh size interactions in litter decomposition. **Oikos**, v. 99, n. 2, p. 317-323, nov. 2002.
- BOYERO, L.; PEARSON, R. G.; DUDGEON, D.; FERREIRA, V.; GRAÇA, M. A. S.; GESSNER, M. O.; BOULTON, A. J.; CHAUVET, E.; YULE, C. M.; ALBARIÑO, R. J.; RAMÍREZ, A.; HELSON, J. E.; CALLISTO, M.; ARUNACHALAM, M.; CHARÁ, J.; FIGUEROA, R.; MATHOOKO, J. M.; GONÇALVES JR, J. F.; MORETTI, M. S.; CHARÁ-SERNA, A. M.; DAVIES, J. N.; ENCALADA, A.; LAMOTHE, S.; BURIA, L. M.; CASTELA, J.; CORNEJO, A.; LI, A. O. Y.; M'ERIMBA, C.; VILLANUEVA, V. D.; ZÚÑIGA, C. M. DEL C. Global patterns of distribution in stream detritivores: implications for biodiversity loss in changing climates. in Global Ecology and Biogeography. **Global Ecology and Biogeography**, v. 21, n. 2, p. 134- 141, fev. 2012.
- CORTELEZZI, A.; OCÓN, C.; OOSTEROM, M. V. L.; CEPEDA, R.; CAPÍTULO, A. R. Nutrient enrichment effect on macroinvertebrates in a lowland stream of Argentina. **Iheringia**, Série Zoologia, v. 105, n. 2, p. 228-234, jun. 2015.
- COSTA, R. C. DA; FUTEMA, C. R. T. Racionalidade com compromisso: os assentados do Ribeirão Bonito (Teodoro Sampaio - SP) e o projeto de conservação ambiental. **Ambiente & Sociedade**, v. 9, n. 1, p. 127-148, jan./jun. 2006.
- COUCEIRO, S. R. M.; HAMADA, N.; LUZ, S. L. B.; FORSBERG, B. R.; PIMENTEL, T. P. Deforestation and sewage effects on aquatic macroinvertebrates in urban stream in Manaus, Amazonas, Brazil. **Hydrobiologia**, v. 575, n. 1, p. 271-284, jan. 2007

CUMMINS, K.W.; KLUG, M. J. Feeding ecology of stream invertebrates. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 10, n.1 , p. 145-172, nov. 1979.

CUMMINS, K. W.; MERRITT, R. W.; ANDRADE, P. C. N. The use of invertebrate functional groups to characterize ecosystem attributes in selected streams and rivers in southeast Brazil. **Studies on Neotropical Fauna and Environmental**, v. 40, n. 1, p. 71-90, jan. 2005.

ENCALADA, A. C.; CALLES, J.; FERREIRA, V.; CANHOTO, C. M.; GRAÇA, M. A. S. Riparian land use and the relationship between the benthos and litter decomposition in tropical montane streams. **Freshwater Biology**, v. 55, n. 8, p. 1719-1733, ago. 2010.

FERNÁNDEZ, H.; DOMÍNGUEZ, E. Guía para la determinación de los artrópodos bentónicos sudamericanos. **Entomotropica**, v. 16, n.1 , p. 219, mar. 2001.

FERNÁNDEZ, R. D.; CEBALLOS, S.J.; ACHEM, A. L. G.; HIDALGO, M. V.; FERNÁNDEZ, H. R. Quality and Conservation of Riparian Forest in a Mountain Subtropical Basin of Argentina. **International Journal of Ecology**, v. 1, n. 1, p. 1-10, mai. 2016.

FENOGLIO, S.; BO, T.; CUCCO, M.; MALACARNE, G. Leaf breakdown patterns in a NW Italian stream: effect of leaf type, environmental conditions and patch size. **Biologia**, v. 61, n. 5, p. 555–563, out. 2006.

FERREIRA, V.; CHAUVET, E. Synergistic effects of water temperature and dissolved nutrients on litter decomposition and associated fungi. **Global Change Biology**, v. 17, n. 1, p. 551–564, jan. 2011.

FERREIRA, V., A. C. ENCALADA & M. A. S. GRAÇA, Effects of litter diversity on decomposition and biological colonization of submerged litter in temperate and tropical streams. **Freshwater Science**, v. 31, n. 3, p. 945–962, mai. 2012.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E.; DOBSON, M. A perspective on leaf litter breakdown in streams. **Oikos**, v. 85, n. 2, p. 377-384, mai. 1999.

GESSNER, M. O.; CHAUVET, E.. A case for using litter breakdown to assess functional stream integrity. Ecological Applications, **Ecological Society of America**, v. 12, n. 2, p. 498-510, abr. 2002

GONÇALVES, J. F.; CALLISTO, M. Organic-matter dynamics in the riparian zone of a tropical headwater stream in Southern Brasil. **Aquatic botany**, v. 109, n. 1, p. 8-13, ago. 2013.

GRAÇA, M. A. S. The role of invertebrates on leaf litter decomposition in streams-a review. *International Review of Hydrobiology*, v. 86, n. 4/5, p. 383-393, jul. 2001.

GRAÇA, M. A. S.; FERREIRA, V.; CANHOTO, C.; ENCALADA, A. C.; GUERREROBOLAÑO, F.; WANTZEN, K. M.; BOYERO, L. A conceptual model of

litter breakdown in low order streams. **International Review of Hydrobiology**, v. 100, n. 1, p. 1–12, fev. 2015.

HEPP, L. U.; BIASI, C.; MILESI, S. V.; VEIGA, F. O.; RESTELLO, R. M. Chironomidae (Diptera) larvae associated to *Eucalyptus globulus* and *Eugenia uniflora* leaf litter in a subtropical stream (Rio Grande do Sul, Brazil). **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 20, n. 4, p. 345-350, jan. 2008.

HEPP, L.U.; URBIM, F. M.; TONELLO, G.; LOUREIRO, R. C.; SAUSEN, T.L.; FORNEL, R. ; R. M. RESTELLO, R. M. Influence of land-use on structural and functional macroinvertebrate composition communities associated on detritus in Subtropical Atlantic Forest streams. **Acta Limnológica Brasiliensia**, v. 28, n. 3, p. 1-10, jun. 2016.

HIGUTI, J.; TAKEDA, A. M. Spatial and temporal variation in densities of Chironomid larvae (Diptera) in two lagoons and two tributaries of the upper Paraná River Floodplain, Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 62, n. 4, p. 807-818, nov. 2002.

INSTITUTO BRASILEIRO DE MEIO AMBIENTE (IBAMA). **Plano de Manejo do Parque Nacional do Iguaçu**. Foz do Iguaçu, Paraná, 1999. Disponível em: <<http://www.icmbio.gov.br>>. Acesso em: 11 mai. 2015.

IÑIGUEZ-ARMIJOS, C.; RAUSCHE, S.; CUEVA, A.; SÁNCHEZ-RODRÍGUEZ, A.; ESPINOSA, C.; BREUER, L. Shifts in leaf litter breakdown along a forest–pasture–urban gradient in Andean streams. **Ecology and Evolution**, v. 6, n. 14, p. 4849–4865, jul. 2016.

JACOBSEN, D. Temporally variable macroinvertebrate-stone relationships in streams. **Hydrobiology**, v. 544, n. 1, p. 201-214, ago. 2005.

JAIMES-CONTRERAS, A. M.; GRANADOS-MARTÍNEZ, C. Tricópteros asociados a siete afluentes de la Sierra Nevada de Santa Marta, Colombia. **Revista Mexicana de Biodiversidad**, v. 87, n. 2; p. 436–442, jun. 2016.

LIDMAN, Johan. Decomposition of leaf litter in headwater streams: Effects of changes in the environment and contribution of microbial and shredder activity on litter decomposition. 2015. **Tese - Universidade de Umeå, Suécia, 2015**. Disponível em: < <http://www.diva-portal.org/smash/get/diva2:825755/FULLTEXT01.pdf>> Acesso em: 16 dez. 2016.

LÓPEZ-DELGADO, E. O.; VÁSQUEZ-RAMOS, M.; REINOSO-FLÓREZ, G. Listado taxonómico y distribución de los tricópteros inmaduros del departamento del Tolima. **Revista de la Academia Colombiana de Ciencias Exactas, Físicas y Naturales**, v. 39, n. 150, p. 42–49, mar. 2015.

MÂCEDO, J.A.B. de, **Águas & águas**. Belo Horizonte: CRQ-MG, 2004, 977p.

MANCINELLI, G.; COSTANTINI, M. L.; ROSSI, L. Top-down control of reed detritus processing in a lake littoral zone: experimental evidence of a seasonal compensation

between fish and invertebrate predation. **International Review of Hydrobiology**, v. 92, n. 2, p. 117–134, mai. 2007.

MACKINTOSH, T. J.; DAVIS, J. A.; THOMPSON, R. M. Impacts of multiple stressors on ecosystem function: Leaf decomposition in constructed urban wetlands. **Environmental Pollution**, v. 208, n. 2, p. 221-232, jun. 2016.

MARTINS, R. T.; MELO, A. S.; GONÇALVES JR; J. F.; HAMADA, N. Leaf-litter breakdown in urban streams of Central Amazonia: direct and indirect effects of physical, chemical, and biological factors. **Freshwater Science**, v. 34, n. 1, p. 716-726, ago. 2015.

MARTINS, R. T.; COUCEIRO, S. R. M.; MELO, A. S.; MOREIRA, M.P.; HAMADA, N. Effects of urbanization on stream benthic invertebrate communities in Central Amazon. **Ecological Indicators**, v. 73, n. 1, p. 480–491, fev. 2017.

MASESE, F.O.; KITAKA, N.; KIPKEMBOI, J.; GETTEL, G.M.; IRVINE, K.; MCCLAIN, M.E. Litter processing and shredder distribution as indicators of riparian and catchment influences on ecological health of tropical streams. **Ecological Indicators**, v. 46, n. 1, p. 23-37, nov. 2014.

MENÉNDEZ, M.; DESCALS, E.; RIERA, T.; MOYA, O. Effect of small reservoirs on leaf litter decomposition in Mediterranean headwater streams. **Hydrobiologia**, v. 691, n. 1, p. 135-146, jul. 2012.

MERRIT, R. W.; CUMMINS, K. W. **An introduction to the aquatic insects of North America**. Kendall Hunt, Colorado State University, Fort Collins, 1996. 1158p.

MORETTI, M. S.; GONÇALVES-JR, J.F.; CALLISTO, M. Leaf breakdown in two tropical streams: differences between single and mixed species packs. **Limnologia**, v. 37, n. 3, p. 250-258, set. 2007.

MUGNAI, R.; NESSIMIAN, J. L.; BAPTISTA, D. F. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro, Technical Books, 2010. 176 p.

OLIVEIRA, V. C.; GONÇALVES, E. A.; ALVES, R. G. Colonisation of leaf litter by aquatic invertebrates in an Atlantic Forest stream. **Brazilian Journal of Biology**, v. 74, n. 2, p. 267-273, mai. 2014.

PASCOAL, C.; CÁSSIO, F.; MARCOTEGUI, A.; SANZ, B.; GOMES, P. Role of fungi, bacteria, and invertebrates in leaf litter breakdown in a polluted river. **Journal the North American Benthological Society**, v. 24, n. 4, p. 784-797, jul. 2005

PES, A. M. O.; N. HAMADA, N.; NESSIMIAN, J. L. Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil. **Revista Brasileira de Entomologia**, v. 49, n. 2, p. 181-204, jun. 2005.

PRETO, A. L.; CAVALLI, R.; PISSETTI, T.; ABREU, P. C.; JÚNIOR, W. W. Efeito da densidade de estocagem sobre o biofilme e o desempenho de pós-larvas do

camarão-rosa *Farfantepenaeus paulensis* cultivadas em gaiolas. **Ciência Rural**, v. 35, n. 6, p. 1417-1423, nov./dez. 2005.

RAWI, C.S.M.; SALMAN, A.A.S.; MADRUS, M.R.; AHMAD, A.H. Local effects of forest fragmentation on diversity of aquatic insects in tropical forest streams: implications for biological conservation. **Aquatic Ecology**, v. 47, n. 1, p. 75-85, mar. 2013.

REZENDE, R. S.; GRAÇA, M. A. S.; SANTOS, A. M. DOS; MEDEIROS, A. O.; SANTOS, P. F.; NUNES, Y. R. P.; GONÇALVES, J. F. Organic Matter Dynamics in a Tropical Gallery Forest in a Grassland Landscape. **Biotropica**, v. 48, n. 3, p. 301-310, mai. 2016.

SANTOS-FONSECA, A.; BIANCHINI JÚNIOR, I.; PIMENTA, C.; SOARES, C.; MANGIAVACCHI, N. The flow velocity as driving force for decomposition of leaves and twigs. **Hydrobiologia**, v. 703, n. 1, p. 59-67, fev. 2013.

SISTEMA METEOROLÓGICO DO PARANÁ (SIMEPAR). **Médias mensais e anuais de 2016**. Paraná, 2017. Disponível em: www.agricultura.pr.gov.br/arquivos/File/deral/pluvio.xls> Acesso em: 03 de janeiro de 2017.

SUGUIO, K, 1973. **Introdução à sedimentologia**. São Paulo: EDUSP. 317p.

STATISTICA (DATA ANALYSIS SOFTWARE SYSTEM) (STATSOFT INC). **Version 7.1, 2005**. Disponível em: www.statsoft.inc>. Acesso em: 04 jan. 2017.

TABARELLI, M.; AGUIAR, A. V.; RIBEIRO, M. C; METZGER, J. P.; PERES, C. A. Prospects for biodiversity conservation in the Atlantic Forest: lessons from aging human-modified landscapes. **Biological Conservation**, v. 143, n. 10, p. 2328-2340, out. 2010.

TONELLO, G.; LOUREIRO, R. C.; KRAUSE, P.; SILVA, C. DA; ONGARATTO, R. M.; SEPP, S.; RESTELLO, R. M.; HEPP, L. U. Colonização de invertebrados durante a decomposição de diferentes detritos vegetais em um riacho subtropical. **Revista Brasileira de Biosciências**, v. 12, n. 2, p. 98-105, abr./jun. 2014.

VANNOTE, R. L.; MINSHALL, G. W.; CUMMINS, K.W.; SEDELL, J. R.; CUSHING, E. C. The river continuum concept. **Canadian journal of fisheries and aquatic sciences**, v. 37, n. 1, p. 130-137, jan. 1980.

UIEDA, V. S.; ALVES, M. I. B.; DA SILVA, E. I. Invertebrados bentônicos: relação entre estrutura da fauna e características do mesohabitat. **Revista Ambiente & Água**, v. 11, n. 3, p. 676-688, jul./set. 2016.

WALSH, C. J.; ROY, A. H.; FEMINELLA, J. W.; COTTINGHAM, P. D.; GROFFMAN, P. M.; MORGAN, R. P. The urban stream syndrome: current knowledge and the search for a cure. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 24, n. 3, p. 706-723, set. 2005.

WEBSTER, J. R.; BENFIELD, E. F. Vascular plant breakdown in freshwater ecosystems. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 17, n. 1, p. 567-594, nov. 1986.

WEBSTER, G. D.; HAGGART, J. W.; SAXIFRAGE, C.; SAXIFRAGE, B.; GRONAU, C.; DOUGLASS, A. Globally significant Early Permian crinoids from the Mount Mark Formation in Strathcona Provincial Park, Vancouver Island, British Columbia - preliminary analysis of a disappearing fauna. **Canadian Journal of Earth Sciences**, v. 46, n. 9, p. 663-674, set. 2009.

WOODWARD, S. L.; WAGHORN, G. C.; BRYANT, M. A. Can diverse pasture mixtures reduce nitrogen losses? In: **Proceedings of the 5th Australasian Dairy Science Symposium, Melbourne, Australia**, p. 463-464, 2012.

YULE, C. M., LEONG, M. Y.; LIEW, K. C.; RATNARAJAH, L.; SCHMIDT, K.; WONG, H. M.; PEARSON, R. G.; BOYERO, L. Shredders in Malaysia: abundance and richness are greater in cool highland tropical streams. **Journal of the North American Benthological Society**, v. 28, n. 2, p. 404-415, out. 2009.

YULE, C. M.; GAN, J. Y.; JINGGUT, T.; LEE, K. V. Urbanization affects food webs and leaf-litter decomposition in a tropical stream in Malaysia. **Freshwater Science**, v. 34, n. 2, p. 702-715, jun. 2015.

[illegible]

